

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN RESIDUOS SÓLIDOS Y LIXIVIADOS EN BIORREACTORES A DIFERENTES TASAS DE RECIRCULACIÓN

María del Consuelo HERNÁNDEZ BERRIEL¹, Nabila Osiris ÁLVAREZ FRAGOSO²,
Rocio VACA², Liliana MÁRQUEZ BENAVIDES³ y Jorge LUGO^{2*}

¹ Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n Ex-Rancho La Virgen, Metepec, Edo. de México-México

² Lab. de Edafología y Ambiente, Fac. de Ciencias UAEMex. Instituto Literario 100 Toluca C.P. 50000 México

³ Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, San Juanito Itzicuaró s/n, Col. San Juanito Itzicuaró, Morelia, Michoacán-México

*Autor responsable; jorgelug@gmail.com

(Recibido agosto 2011, aceptado febrero 2012)

Palabras clave: biodigestión anaerobia, metales, tratamiento de lixiviados

RESUMEN

Los metales pesados (MP) son parte de los contaminantes que contiene el lixiviado, este es generado por la descomposición de los residuos sólidos urbanos (RSU), el cual por su toxicidad puede causar severos problemas al ambiente. El propósito de este trabajo fue conocer el efecto de diferentes tasas de recirculación de lixiviados en la concentración de MP, así como en la matriz de residuos de biorreactores anaerobios (BrA) a escala laboratorio, para determinar la tasa que produzca la menor lixiviación de MP. Se utilizaron 20 BrA con RSU del relleno sanitario de Pátzcuaro, Michoacán, México; cuatro como testigos y al resto se les recircularon sus lixiviados dos veces por semana, para mantener los contenidos de humedad de 50, 60, 70 y 80 % base húmeda (%Hbh) por cuadruplicado. Se dio seguimiento durante 126 días a los lixiviados producidos, a los cuales se les determinó pH y metales pesados totales (MPT). A los residuos sólidos descargados se les determinó pH, materia orgánica (MO), MPT y metales pesados disponibles (MPD), Ni, Pb y Zn. Los lixiviados generados a 80 y 70 % Hbh, presentaron menor lixiviación de MP, mientras que a 50 % Hbh durante las fases de hidrólisis y acidogénesis mostraron concentraciones elevadas. Para MPT en los residuos sólidos, Ni y Pb presentaron diferencias significativas entre las muestras y en cuanto a los MPD sólo existieron diferencias significativas para Zn. Los residuos sólidos de todas las tasas de recirculación pueden utilizarse como mejoradores de suelo por su alto contenido de MO y baja concentración de MP.

Keys words: anaerobic biodigestion, metals, treatment of leachate

ABSTRACT

Heavy metals (MP) are part of the pollutants contained in the leachate, which is generated by the decomposition of municipal solid wastes (RSU), which it by toxicity causing severe problems to the environment. The objective of this study was to determinate the effect of different rates of leachate recirculation in the concentration of MP, and in the

waste of the matrix of anaerobic bioreactors (BrA) at laboratory scale, to determinate the rate that produced a minor leaching of MP. There were used 20 BrA with RSU from landfill of Pátzcuaro, Michoacán, México; four as controls, and for the other 16, its leachates were recirculated twice a week in order to keep the moisture contents of 50, 60, 70, 80% wet basis (% Hbh) by quadruplicate. The leachates that were produced were followed for 126 days, and pH and total heavy metals (MPT) were determined. pH, organic matter (MO), MPT and available heavy metals (MPD), Ni, Pb and Zn were determined in solid discharges wastes. On the other hand, the leachate generated at 80 and 70% Hbh showed less lixiviation of HM, whereas 50% Hbh during hydrolysis and acidogenic phases showed high concentrations of HM. For MPT in solid waste, Ni and Pb, they showed significant differences among the samples, and regarding to the MPD, there were only significant differences in Zn. The solid waste recycling of all rates can be used as soil amendments for its high content of MO and low metal concentration.

INTRODUCCIÓN

La disposición final de los residuos sólidos urbanos (RSU) en rellenos sanitarios (RESA), en sitios controlados o en tiraderos a cielo abierto, da lugar a la generación de lixiviado y biogás, derivados de los procesos de descomposición microbiana y de los componentes de los residuos (Kiss y Encarnación 2006).

Los lixiviados contienen concentraciones elevadas de contaminantes orgánicos e inorgánicos, incluyendo ácidos húmicos, sustancias orgánicas, nutrientes y metales pesados (MP), así como, sales inorgánicas que elevan la conductividad eléctrica y agentes infecciosos (Wiszniewski *et al.* 2006). Los tipos de materia orgánica (MO) tienen influencia en la toxicidad de los MP. La interacción de las sustancias orgánicas solubles con los metales puede ser afectada por el pH, de manera que los MP tienden a separarse de los sólidos cuando el pH decrece, y cuando se incrementa se adsorben o precipitan, pero sólo hasta cierto límite, después del cual son de nuevo solubilizados (Bourg y Loch 1995).

Los componentes de los lixiviados pueden ser movilizados hacia el suelo, estar en posición de ser absorbidos por las plantas o perfusionar hacia los mantos acuíferos y afectar los suministros de agua potable (Álvarez *et al.* 2002). Los MP pueden ingresar a las redes tróficas y ocasionar, en primera instancia, bioacumulación y una posterior biomagnificación a través de los niveles tróficos superiores (González *et al.* 2009).

Para mitigar la contaminación al ambiente resulta imprescindible conocer las características del lixiviado generado y tratarlo. Una opción para el tratamiento de lixiviados es su recirculación en la matriz de residuos que los generó, de manera que se reduce su potencial de contaminación y se aceleran los

procesos de degradación anaeróbica de la MO de los RSU (Reinhart *et al.* 2002, Kiss y Encarnación 2006). El objetivo de este trabajo fue conocer el efecto de diferentes tasas de recirculación de lixiviados en la concentración de MP en los lixiviados producidos y en la matriz de residuos sólidos degradados anaerómicamente, para determinar la tasa a la que ocurre la menor lixivación de MP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Montado y operación de biorreactores a escala laboratorio

Se utilizaron 20 biorreactores anaerobios (BrA) a escala laboratorio construidos en policloruro de vinilo (PVC) cédula 40 (5 cm de diámetro y 18 cm de altura). Cada BrA se cargó con 215.19 g de una mezcla de RSU previamente preparada (**Cuadro I**), se le colocó 32.15 g de suelo como material de cobertura (MC) y se le compactó al mismo peso volumétrico que el del RESA del Municipio de Pátzcuaro, Michoacán (600 kg/m).

Se establecieron cinco tratamientos con cuatro repeticiones cada uno. La operación inició con la adición de agua en las cantidades de 62, 124, 248 y 496 mL, con el fin de alcanzar los contenidos de humedad de 50, 60, 70 y 80 % base húmeda (% Hbh). La recirculación de sus correspondientes lixiviados a cada BrA se realizó con una bomba peristáltica dos veces por semana a 2 ml/min. Cuatro BrA se mantuvieron como testigos, sin humidificación adicional.

Determinaciones analíticas

A las muestras iniciales de RSU y MC y a los residuos descargados (biosólidos) después de 126 días de operación de cada uno de los 20 BrA, se le determinó; pH según la NMX-AA-25-1984, MO por el método de ignición (Davies 1974). Se dio se-

CUADRO I. CARACTERIZACIÓN DE SUBPRODUCTOS DE LOS RSU DE PÁTZCUARO, MICHOACÁN

Subproductos	p/p	Subproductos	p/p
Unicel	0.76	Cartón	1.07
Envase de cartón encerado	1.21	Material no ferroso	1.31
Material ferroso	1.76	Pañal desechable	1.89
Material de construcción	1.91	PET	2.67
Trapo	3.31	Vidrio	3.48
Polietileno de alta densidad	3.81	Plástico de película	4.74
Papel	5.97	Residuos de jardinería	31.86
Residuos alimenticios	34.25		
		Total	100.00

Fuente: Hernández-Berriel *et al.* (2009). p/p, porcentaje en peso

guimiento a los lixiviados producidos analizándoles periódicamente tanto el pH con base en la NMX-AA-08-SCFI, como a los metales pesados totales (MPT) (SEMARNAT 2009).

La digestión de las muestras sólidas para los MPT se realizó utilizando una solución de HNO₃+ HCl en una relación 4:1; para los MPD se realizó según la técnica de Lindsay y Norvell (1978); la determinación de la concentración de MPT y MPD tanto en lixiviados como en muestras sólidas, para los metales Ni, Pb y Zn, se realizó utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Perkin-Elmer, Modelo 3110.

A los resultados obtenidos se les aplicó una prueba de ANOVA y comparación de medias por Tukey, con un nivel de confianza del 95 %, mediante el Software estadístico Statgraphics plus 5.0 ®.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de lixiviados

Los pH de los primeros lixiviados producidos en todos los BrA con recirculación (**Fig. 1**), presentaron valores ácidos (cerca de pH 5.0), los cuales fueron indicio de una dilución y arrastre importantes de ácidos orgánicos (Francois *et al.* 2007). Considerando el pH de 6.5 como el término de la fase acidogénica e inicio de la fase metanogénica (Chugh *et al.* 1998), la metanogénesis se alcanzó en relación directa a los niveles de recirculación de 80, 70, 60 y 50 % Hbh (días 97, 111, 118 y 139).

El hecho de que los lixiviados de los BrA al 50 y 60 % Hbh presenten valores de pH inferiores a los de 70 y 80 % Hbh, puede atribuirse a que los volúmenes de lixiviado recirculado a 50 y 60 % Hbh no fueron capaces de arrastrar los ácidos orgánicos volátiles, de manera que afectaron el microambien-

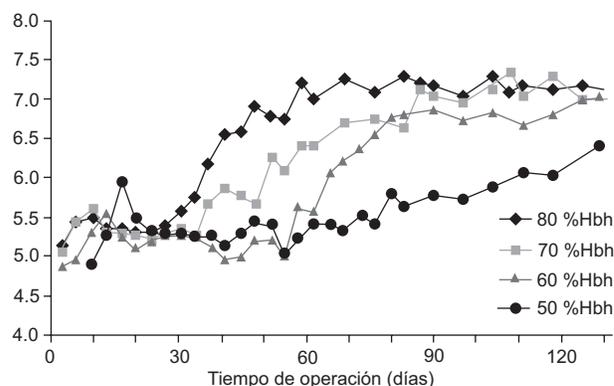


Fig. 1. pH de lixiviados producidos a cuatro niveles de recirculación de lixiviados

te y retardaron el inicio de su fase metanogénica (Sanphoti *et al.* 2006). En la metanogénesis todos los BrA con recirculación lograron la neutralidad en la semana 22, presentando diferencias significativas en los pH de BrA al 80 % Hbh con los otros regímenes de humedad.

Las **figuras 2 a 4** muestran las dinámicas de Ni, Pb y Zn, las cuales concuerdan con lo reportado por Kylefors y Lagerkvist (1997), ya que la concentración de MP se reduce conforme los lixiviados van incrementando sus valores de pH. En general los lixiviados producidos en los BrA's a 50 % Hbh presentaron las mayores concentraciones de MP entre los primeros 15 días, cuando los valores de pH eran ácidos, debido a que valores ácidos en lixiviados permiten mayor disponibilidad o movilidad de MP, lo cual es una de las características del lixiviado de un vertedero joven (Bozkurt *et al.* 1999, Kjeldsen *et al.* 2002).

Los lixiviados de la fase metanogénica presentaron menores concentraciones de MP que al principio del experimento, lo que puede explicarse en función de los procesos de sorción y precipitación, ya que los RSU que contienen suelo y MO tienen una ca-

pacidad significativa de sorción, especialmente a valores de pH neutro a básico (Bozkurt *et al.* 1999). Adicionalmente, como lo reportan Reinhart y Grosh (1998), las solubilidades de los metales con sulfuros y carbonatos son menores, lo cual es a menudo citado como una explicación para la concentración baja de

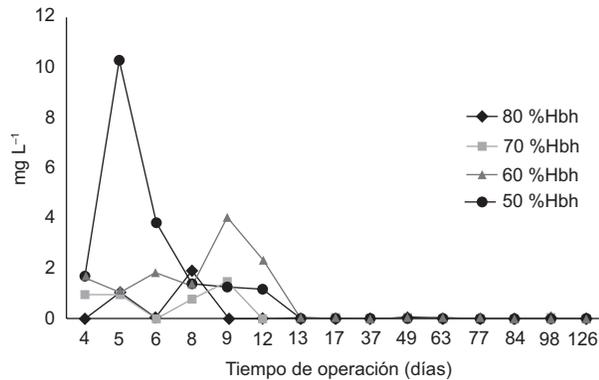


Fig. 2. Dinámica de Ni en lixiviados producidos en BrA con recirculación

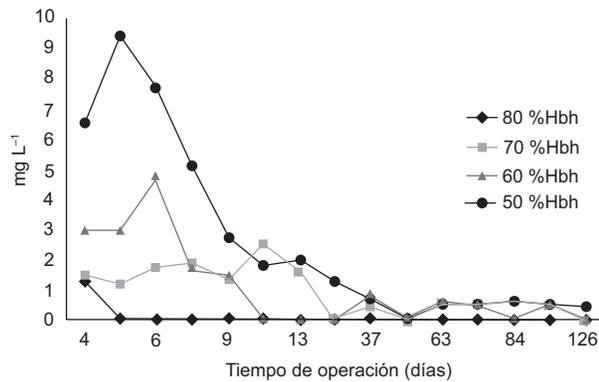


Fig. 3. Dinámica de Pb en lixiviados producidos en BrA con recirculación

MP en lixiviados.

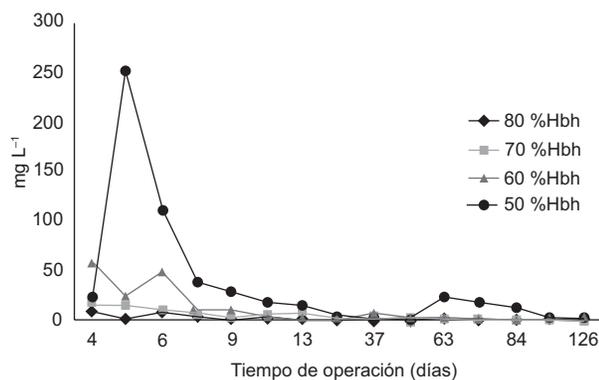


Fig. 4. Dinámica de Zn en lixiviados producidos en BrA con recirculación

Análisis de residuos sólidos

En el **cuadro II** las tres primeras filas muestra características de los materiales cargados en los BrA, donde puede verse que las características del suelo afectaron las de los RSU preparados. El pH fue prácticamente neutro para todas las muestras de residuos sólidos descargados, independientemente de la recirculación utilizada, lo que indica la biodegradación de la MO de los RSU iniciales y el alcance de la fase metanogénica en todos los BrA. La biodegradación también se puede apreciar en la diferencia de valores de MO entre los residuos cargados y los descargados, aunque no se observaron diferencias significativas en los resultados.

Al comparar los MPT de los residuos cargados en los BrA (RSU + MC) con respecto a los descargados, para Ni y Pb al 80 % Hbh mostraron ser diferentes con respecto al inicio. Para los MPD, la adición de agua presentó efecto en la concentración de Zn, entre los biosólidos resultantes de los BrA's testigo y los de 70 y 80 % Hbh.

Las concentraciones de MP tienden a aumentar conforme se incrementan los niveles de recirculación de lixiviados, sugiriendo que el incremento en las concentraciones de Ni, Pb y Zn, es generado como resultado de pérdida de la masa en los sitios de disposición (Fang y Wong 1999, Sinan *et al.* 2007). Los bajos contenidos de Ni disponible pueden deberse a que este elemento se encuentra adsorbido por los altos contenidos de MO, o bien formando quelatos solubles (Webb 1970, Knezev y Ellis 1980, Kabata-Pendias y Pendias 1984). El alto contenido de MO puede favorecer la reducción del Pb y también su movilidad, atribuida a la lixiviación del metal como un complejo quelatado soluble con la MO (Kabata-Pendias y Pendias 1984, Cala y Rodríguez 1989).

CONCLUSIONES

Los lixiviados producidos a las recirculaciones de 80 y 70 % Hbh alcanzaron la fase metanogénica, así como la neutralidad en menor tiempo y presentaron menor lixiviación de MP, lo que sugiere que fueron mejores para la estabilización del lixiviado.

La tasa de recirculación de 70 % Hbh fue mejor, en comparación con el resto de las humedades, ya que se presentó menor concentración de MP en lixiviados y biosólidos.

El residuo sólido resultante del tratamiento de los RSU en los biorreactores anaerobios a las cuatro tasas de recirculación de lixiviados, puede ser usado como mejorador de suelo por su alto contenido de materia

CUADRO II. CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS CARGADOS Y DESCARGADOS DE BrA

Muestras	pH	MO (%)	MPT (mg/L)			MPD (mg/L)		
			Ni	Pb	Zn	Ni	Pb	Zn
MC (suelo)	5.45	8.12	-	-	-	-	-	-
RSU (inicial)	6.04	61.51	-	-	-	-	-	-
RSU + MC	5.82	59.94 ^a	26.43 ^b	21.84 ^{bc}	43.24 ^a	-	-	-
BrA's control	6.90 ^a	57.34 ^a	35.34 ^{ab}	29.04 ^{bc}	132.83 ^a	3.22 ^a	18.76 ^a	35.16 ^c
50 % Hbh	6.97 ^a	56.41 ^a	43.64 ^{ab}	17.84 ^c	356.60 ^a	4.33 ^a	15.72 ^a	48.09 ^{bc}
60 % Hbh	7.22 ^a	53.13 ^a	38.51 ^{ab}	20.16 ^{bc}	158.00 ^a	2.44 ^a	16.32 ^a	54.11 ^{abc}
70 % Hbh	7.29 ^a	55.32 ^a	46.90 ^{ab}	53.65 ^{ab}	225.32 ^a	3.74 ^a	18.00 ^a	78.47 ^a
80 % Hbh	7.28 ^a	52.50 ^a	62.58 ^a	72.43 ^a	196.34 ^a	2.19 ^a	18.29 ^a	60.55 ^{ab}

Letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas (P < 0.05). - indica no realizado

orgánica y baja concentración de MP, sin provocar algún daño al ambiente.

REFERENCIAS

Álvarez E., Mochon M., Sánchez. J. y Rodríguez M. (2002). Heavy metals extractable form in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere* 47, 765-775.

Bourg A. y Loch J. (1995). Mobilization of heavy metals affected by pH and redox conditions. En: *Biogeo-dynamics of pollutants in soils and sediments: Risk Assessment of delayed and non-linear response* (W. Salomons, B. Stigliani, Eds.). Springer-Verlag, Berlín, pp. 87-102.

Bozkurt S., Moreno L. y Neretnieks L. (1999). Long term fate of organics in waste deposits and its effects on metal release. *Sci. Total Environ.* 228, 135-152.

Cala V. y Rodríguez J. (1989). Estudio de la contaminación por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez. I y II. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 49, 189-193.

Chugh S., Clarke W., Pullammanappallil P. y Rudolph V. (1998). Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. *Waste Manage. Res.* 16, 564-573.

Davies B. (1974). Loss-on ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Sci. Proc.* 38, 150-151.

Fang M. y Wong W. (1999). Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. *Environ. Pollut.* 106, 83-89.

Francois V., Feuillade G., Matejka G., Lagier T. y Skhiri N. (2007). Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns. *Waste Manage. Res.* 27, 1259-1272.

González E., Tornero A., Cruz A. y Bonilla N. (2009). Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 25, 15-22.

Kabata-Pendias A. y Pendias H. (1984). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press., Florida, 150 pp.

Knezev B.D. y Ellis B.G. (1980). Essential micronutrients IV. Cu, Fe, Mn and Zn. En: *Applied soil trace elements*. (Davies, B. Ed.) Wiley Chichester, UK, 274 pp.

Kiss G. y Encarnación G. (2006). Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gaceta Ecológica* 79, 39-51.

Kjeldsen P., Barlaz M., Rooker A., Baun A., Ledin A. y Christensen T. (2002). Present and long term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 297-336.

Kylefors K. y Lagerkvist A. (1997). Changes of leachate quality with degradation phases and time En: *Sixth International Landfill Symposium* (T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann, Eds.), 13-17 October 1997. . CISA, Cagliari, Italy, 2, 133-149.

Lindsay W. y Norvell W. (1978). Development of a DTPA sol test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 42, 421-428.

Reinhart D. y Grosh C. (1998). Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. Florida Center for solid and Hazardous Waste Management. Final report #97-3.

Reinhart D., McCreanor P. y Townsend T. (2002). The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Manage. Res.* 20, 172-186.

Sanphoti N., Towprayoon S., Chairprasert P. y Nopharatana A. (2006). The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. *J. Environ. Manage.* 81, 27-35.

SEMARNAT (2009) Norma Oficial Mexicana NMX-AA-25-1984. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos-determinación del pH-método potenciométrico. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

- SEMARNAT. (2009). Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Sinan M., Demir A. y Özcaya B. (2007). Metal concentrations of simulated aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. *J. Hazard. Mater.* 145, 186-194.
- Weeb M. (1970). The mechanism of acquired resistance to Co^{2+} y Ni^{2+} in gram positive and gram negative bacteria. *Biochem. Biophys. Acta* 222, 400-446.
- Wiszniewski J., Robert D., Gorska J., Miksch K. y Weber J. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ. Chem. Lett.* 4, 51-61.